



MODELAGEM ECONÔMICO-ECOLÓGICA COMO APOIO PARA A AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS¹

Junior Garcia

Departamento de Economia, Universidade Federal do Paraná

jrgarcia1989@gmail.com

Ademar Ribeiro Romeiro

Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo

ademar@eco.unicamp.br

Resumo:

A disponibilidade de água tornou-se um tema frequente na agenda política dos países. A Política Nacional de Recursos Hídricos estabeleceu a água com bem público, limitado e dotado de valor econômico. O objetivo do trabalho é avaliar a provisão de água nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira com auxílio do *Water Yield Model* do *InVEST*. Os resultados mostraram que 240 mil hectares estão sendo sobre-explorados, e a mudança no uso e ocupação das terras poderia elevar o provimento natural de água em mais de 878 milhões/m³/ano.

Palavras-chave: gestão hídrica; gestão de bacias hidrográficas, economia ecológica; *Water Yield Model*.

Abstract:

The availability of water has become a subject frequent in political agenda in the world. Still, the Brazilian Water Resources Policy established water as a public good, limited, and with economic value. So, the purpose of this work is to assess of water yield in Alto Iguaçu and the Alto Ribeira Tributaries Watersheds with the *InVEST's Water Yield Model*. The results showed that 240,000 hectares have been overexploited, and the change of land use for the "sustainable scale" could increase the water yield in more than 878 million/m³/year in watersheds.

Keywords: water management; watershed management; ecological economics; *Water Yield Model*.

JEL Classification: Q01; Q51; Q57

¹ Os autores agradecem o suporte financeiro do Centro Internacional Celso Furtado para a realização do trabalho.



1. Introdução

Economistas ecológicos usam uma abordagem teórico-metodológica alternativa à da Economia do Meio Ambiente Neoclássica para enfrentar a problemática ambiental. A análise da Economia Ecológica inicia com a definição da área de interesse, onde se manifestam os problemas econômico-ecológicos; em seguida seleciona determinado problema, a partir do qual são determinadas as ferramentas, metodologias e a perspectiva teórica necessária para resolvê-lo (Daly & Farley, 2011).

Uma abordagem que está ganhando destaque na Economia Ecológica para subsidiar propostas de políticas ambientais é a modelagem econômico-ecológica, a qual pode contribuir na identificação dos tradeoffs entre as mudanças de uso da terra, provisão de bens e serviços ecossistêmicos (SEs) (MEA, 2003) e a escala “sustentável” de uso dos recursos naturais (Andrade et al., 2012). Neste contexto, o objetivo deste trabalho é analisar o uso do Water Yield Model do InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) como subsídio para avaliação dos SEs associados ao provimento de água em bacias hidrográficas. Neste sentido, busca-se discutir as seguintes questões: onde os SEs são originados e “consumidos” na bacia? Onde a recuperação florestal poderia contribuir para aumentar o provimento de SEs na bacia?

O InVEST é iniciativa do Projeto Capital Natural, cujo objetivo tem sido desenvolver novos modelos ou compilar aqueles existentes na literatura para quantificar e mapear os SEs em diversas escalas espaciais e temporais (Sharp et al., 2018). Um aspecto positivo é que os modelos demandam poucos dados, o que amplia sua possibilidade de utilização como subsídio para a gestão ambiental. Isso porque o InVEST foi desenvolvido para subsidiar a tomada de decisões a respeito da gestão dos recursos naturais, a partir provimento de informações qualificadas sobre o tradeoff entre mudanças no uso da terra e os SEs. Os agentes envolvidos, por exemplo, podem usá-lo para determinar como mudanças no uso da terra, intervenções

humanas em zonas costeiras e áreas marinhas alterariam o fluxo de SEs. Com isso, ações mitigadoras podem ser adotadas para minimizar a perda de SEs nestas áreas (Sharp et al., 2018).

Esse exercício foi realizado nas Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, Região Metropolitana de Curitiba (RMC), as quais têm sofrido intensa pressão antrópica (Águas Paraná, 2007; Ipardes, 2010), contando com uma população de 3 milhões de pessoas (IBGE, 2019). A escolha do Water Yield Model do InVEST se justifica porque seu uso poderia fornecer informações adequadas para subsidiar a tomada de decisões (Pessacg et al., 2015; Vogl et al., 2016; Sharp et al., 2018). Apesar de suas limitações, o modelo permite a replicação em outras áreas e o monitoramento é relativamente fácil quando adotado (Sharp et al., 2018).

O trabalho está organizado em quatro seções além desta introdução e das considerações

finais. A primeira apresenta os métodos e materiais. Na segunda são apresentadas as características socioeconômicas e ambientais das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Em seguida, empreende-se a avaliação e valoração ecossistêmica relacionada ao provimento de água. Por fim, apresentam-se algumas considerações sobre o uso da modelagem econômico-ecológica para subsidiar a gestão dos recursos naturais.

1. Aspectos metodológicos

1.1. Métodos: Water Yield Model

O InVEST foi desenvolvido pelo Projeto Capital Natural, cujo objetivo é apoiar a gestão ambiental; oferece um conjunto de modelos digitais (softwares) gratuitos e de código aberto que podem auxiliar na avaliação dos trade-offs envolvidos nas decisões de mudanças de uso e cobertura das terras que possam afetar o provimento de SEs (Heather & Polasky, 2011; Sharp et al., 2018) (Figura 1).

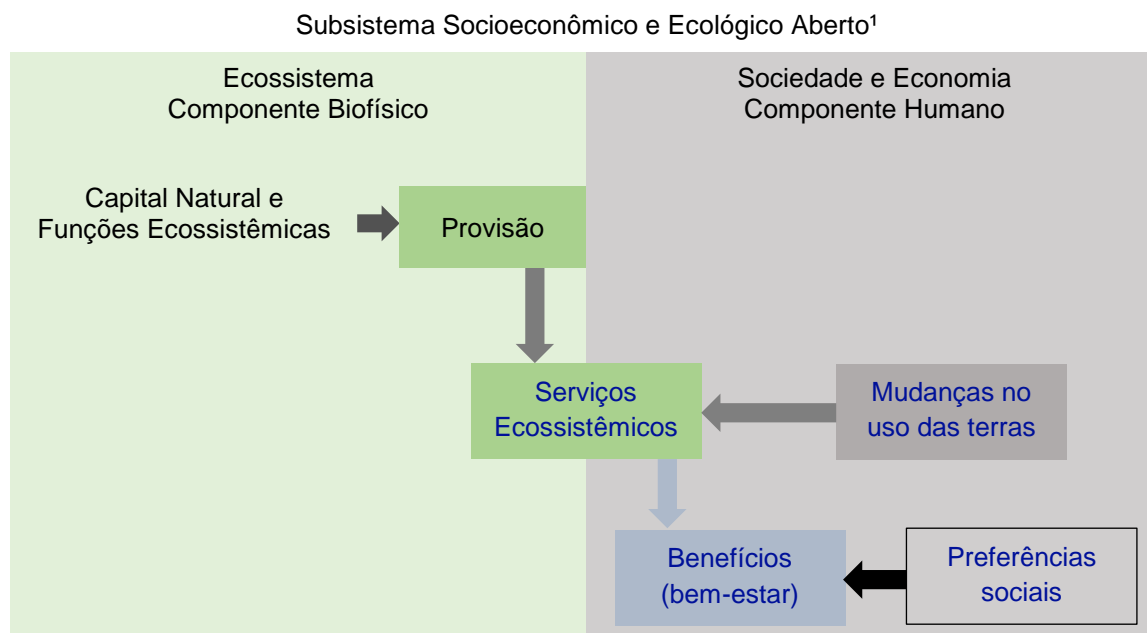


Figura 1 – Ecossistemas, sociedade, economia e serviços ecossistêmicos

Fonte: preparado com base em (Tallis et al., 2012a, 2012b).

¹ aberto ao fluxo de matéria e energia.

A avaliação é espacialmente explícita, porque os modelos usam dados espaciais (mapas) como fonte de entrada de dados; os dados biofísicos são expressos em diversas unidades métricas, tais como toneladas de carbono (t) ou metros cúbicos (m³) de água, ou em valor monetário, por exemplo, o valor presente líquido (VPL) do carbono capturado. A resolução espacial é flexível, portanto, a análise pode ser realizada na escala local, regional ou global. As principais características do InVEST são: i) compilação de modelos teóricos estabelecidos na literatura e validados que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados; ii) apoiar a tomada de decisão sobre gestão ambiental (Heather & Polasky, 2011; Vogl et al., 2016; Sharp et al., 2018).

Neste trabalho será utilizado apenas o Water Yield Model para avaliar a contribuição das florestas e da adequação do uso e ocupação das terras a escala aceitável do ecossistema

analisado em termos da disponibilidade de água. O Water Yield Model permite estimar a quantidade média anual e o valor da energia hidroelétrica produzida pelos reservatórios a partir do water yield – volume que cada parcela da paisagem contribui anualmente para a disponibilidade de água (Pessacg et al., 2015). Deste modo, o water yield permite avaliar a variação no volume de água disponível na bacia hidrográfica diante de mudanças no uso e ocupação das terras. O Water Yield é um importante SE (MEA, 2003) em bacias, especialmente com elevada demanda hídrica e com perda da qualidade ambiental.

O modelo disponibiliza dois componentes para avaliação biofísica dos ecossistemas, o Water Yield e Water Consumption (Quadro 1) e um para a valoração econômica dos SEs, o Hydropower Valuation (Sharp et al., 2018).



Quadro 1 – Aspectos Teórico-Metodológicos do *Water Yield Model*

Objetivo
Estimar a contribuição de cada parcela da paisagem da bacia no provimento de água para uso hidroelétrico. No entanto, as informações permitem avaliar a provisão e a demanda de água na bacia.
Equação 1 – <i>Water Yield</i>
$y(x) = \left(1 - \frac{AET(x)}{P(x)}\right) \times P(x)$, onde (x) é o uso da terra, $y(x)$ é a <i>Water Yield</i> , $AET(x)$ é a evapotranspiração atual sobre o <i>pixel</i> (x) e $P(x)$ é a precipitação anual.
Equação 2 – <i>Water Scarcity</i>
$V_{in} = y - u_d$, onde V_{in} volume de <i>water scarcity</i> , y <i>water yield</i> e u_d volume total de água consumida a montante.
Limitações e Simplificações
i) Baseia-se na média anual, negligencia os extremos e não considera as dimensões temporais; ii) Considera que toda a água “produzida” em excesso na bacia sai, sem considerar a captação por outros meios; iii) As águas subterrâneas são desconsideradas; iv) Não considera padrões sub-anuais de tempo de provimento de água; v) Considera a demanda consuntiva por tipo de uso do solo, entretanto, dentro de um mesmo tipo de uso há diferenças na demanda; vi) Uma variável simples (Y_d) é usada para representar múltiplos aspectos da alocação da água.
Dados de entrada
<ul style="list-style-type: none">- Mapa com a profundidade média do solo;- Mapa com o volume médio anual precipitado;- Mapa com a Plant Available Water Content;- Mapa com o potencial médio anual de evapotranspiração;- Mapa de uso e cobertura do solo;- Mapa da bacia hidrográfica;- Mapa das sub-bacias hidrográficas;- Tabela com dados biofísicos.

Fonte: preparado com base em (Sharp et al., 2018).

O *Water Yield* corresponde à quantidade de água resultante da precipitação que não foi evapotranspirada, somatório do escoamento superficial (surface flow), sub-superficial (subsurface) e subterrâneo (groundwater). O modelo opera a partir de imagens raster (gridded map), que permitem estimar a quantidade da água disponível para a geração de hidroeletricidade de cada sub-bacia. Existem três componentes que são executados de maneira sequencial. O primeiro modelo estima o

montante do fluxo de água superficial de cada pixel como a diferença entre a precipitação e a fração de água que é evapotranspirada. O modelo não diferencia escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo, mas assume que toda a água “produzida” (*water yield*) a partir de cada pixel alcança o ponto de interesse através desses três “caminhos”.

Além da média anual de escoamento, o modelo permite estimar a proporção do *water yield* que



será ou poderá ser utilizada para a geração de energia hidroelétrica, como resultado da subtração entre o water yield e a parcela destinada para uso consuntivo. Em outras palavras, o modelo estima a quantidade de água disponível na bacia hidrográfica na escala da sub-bacia, indicando quais são as sub-bacias que contribuíram para o provimento de água.

O terceiro componente permite estimar a quantidade de energia hidroelétrica que pode ser gerada pela água que chega aos reservatórios e o valor dessa energia ao longo da vida útil do reservatório.

Cabe destacar o papel do fator de sazonalidade (Z) do Water Yield Model, que corresponde à distribuição sazonal da precipitação e a sensibilidade depende do clima, da vegetação e dos solos (Vogl et al., 2016; Sharp et al., 2018). É um valor de ponto flutuante de 1 a 30 (Sharp et al., 2018), em que o water yield é afetado pelo valor do fator de sazonalidade. Sharp et al. (2018) e Vogl et al. (2016) sugerem que o fator Z está positivamente correlacionado com o número médio anual de eventos de chuva por ano (N). A

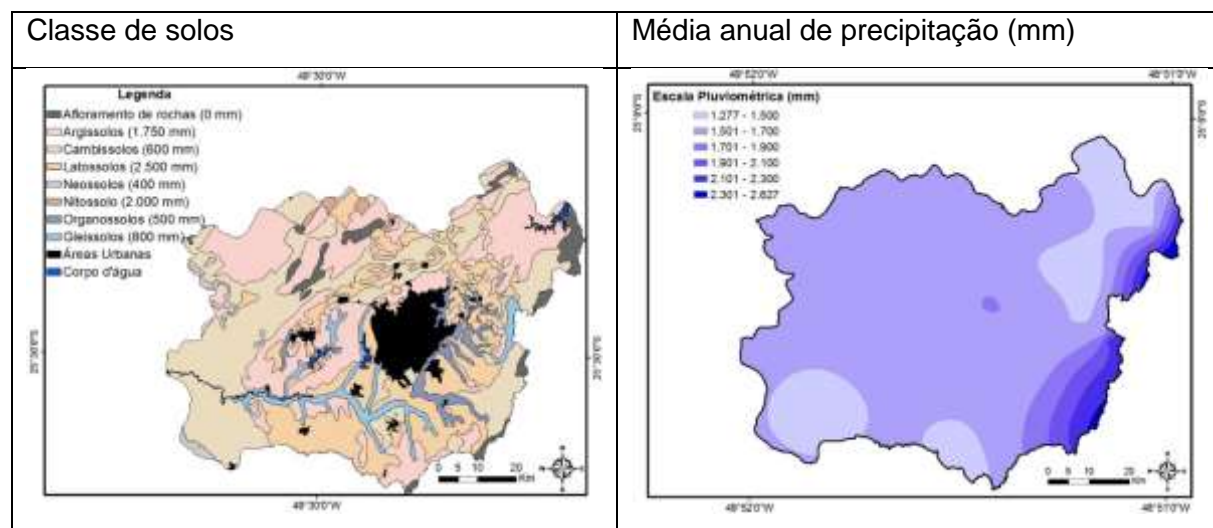
média de eventos por ano na área de estudo de 1990 a 2001 sugere valores de fator Z em torno de 30 (ANA, 2018).

A disponibilidade de água nas bacias hidrográficas está diretamente relacionada às mudanças no uso e ocupação das terras. Alterações no tipo de cobertura do solo podem alterar o ciclo hidrológico, afetar a taxa de evapotranspiração, infiltração e de retenção da água no solo, alterando, deste modo, o período e o volume de água disponível. Os mapas gerados pelo Water Yield Model podem auxiliar na tomada de decisão quanto ao tipo de uso e ocupação das terras que amenizem os impactos sobre a disponibilidade de água, direcionando para um uso mais sustentável dos ecossistemas.

1.2. Materiais

Os dados de entrada foram preparados conforme indicado no quadro 1 e com o auxílio do ArcGis 10.2.2. Os dados espaciais utilizados na análise são apresentados na figura 2.

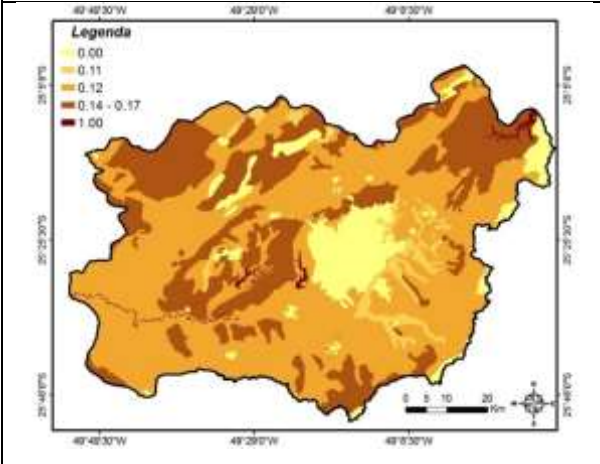
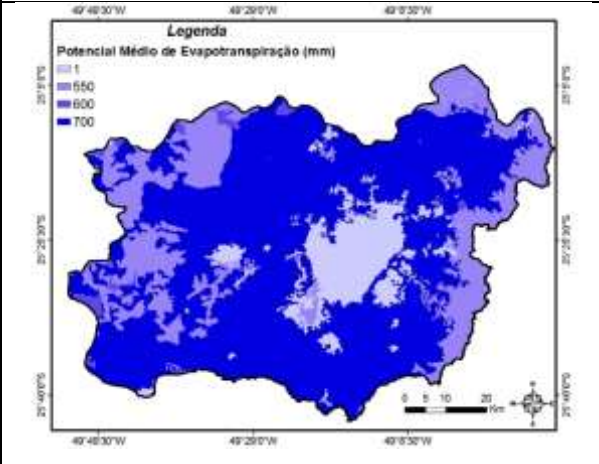
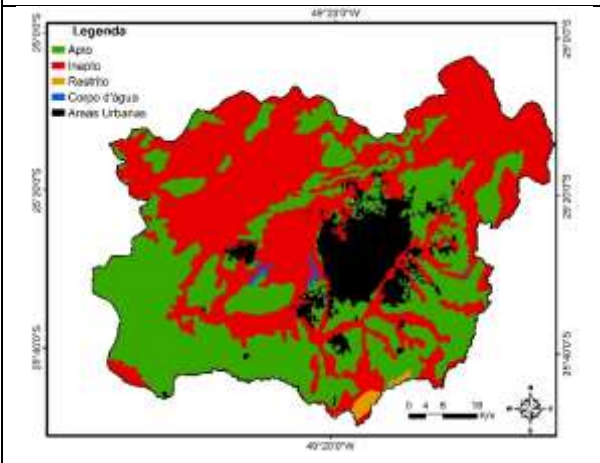
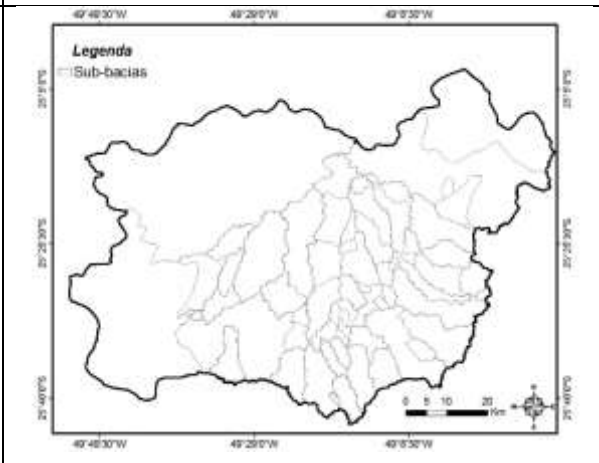
Figura 2 – Base de dados espacial: Coalhar



Preparado com base em Bhering et al., 2007.

Preparado com base em ANA, 2018.



Plant Available Water Content (PAWC)	Potencial Médio de Evapotranspiração (mm)
	
Preparado com base em Saxton & Willey, 2005; Embrapa, 2006; Bhering et al., 2007; IBGE, 2007.	Preparado com base em Couto & San, 2002; Almeida & Soares, 2003; Albuquerque & Maeno, 2007; Andrade et al., 2009; IAPAR, 2018.
Aptidão Agrícola	Sub-bacias
	
Preparado com base em ITCG, 2018.	Preparado com base em Águas Paraná, 2018.

As profundidades médias dos solos foram identificadas com base na classe de solo, considerando o nível de 1ª categoria encontrado na área do Coaliar (Embrapa, 2006; Bhering et al., 2007; Ibge, 2007). O mapa de precipitação anual média foi preparado com base nos dados da ANA coletados por estação para o período 1990-2001 (ANA, 2018). O Teor de Água Disponível da Planta (Plant Available Water Content – PAWC) – representa a fração da água armazenada no solo disponível para as plantas e varia entre 0 e 1 – foi estimado com o auxílio do SPAW - Solo-Planta-Atmosfera-Água, Departamento de Agricultura dos Estados Unidos e nos

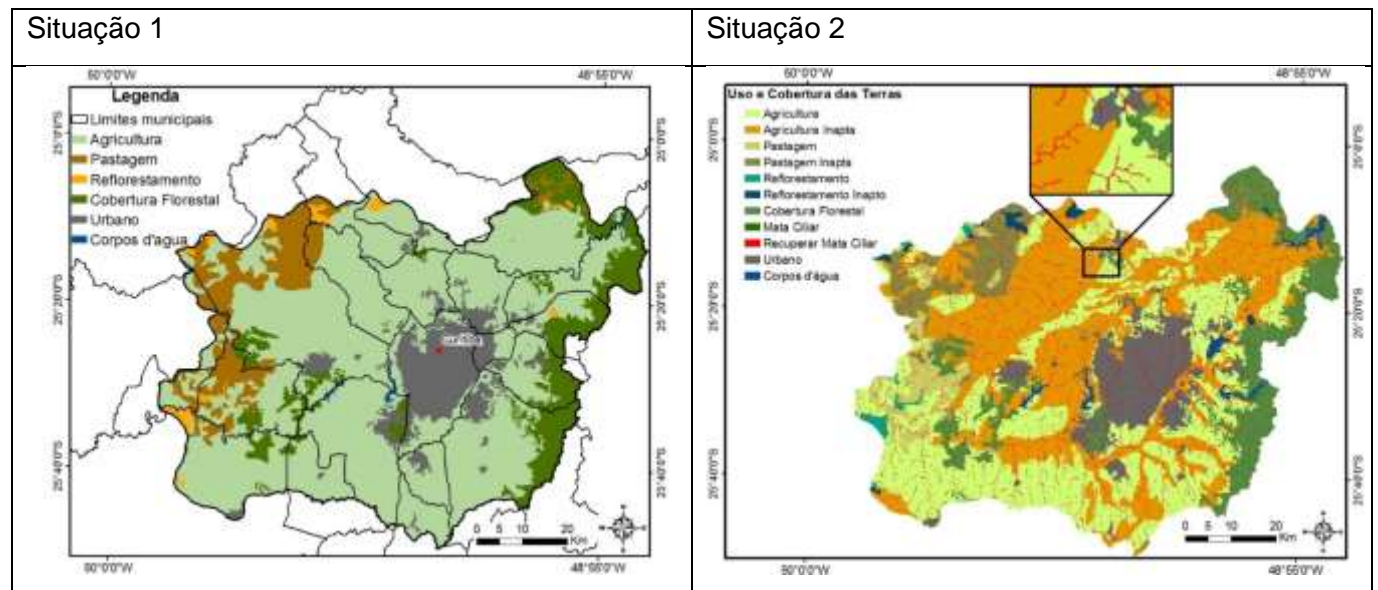
dados de solos. O potencial médio anual de evapotranspiração foi estimado com base em Albuquerque; Maeno (2007); Almeida; Soares (2003); Andrade et al. (2009); Couto; San (2002); Iapar (2018). A rede hidrológica e as sub-bacias foram identificadas com base nos dados do Águas Paraná (2018). O modelo digital de elevação (MDE) foi preparado com base nos dados da Embrapa.

A análise considera duas situações: a primeira (situação 1) corresponde ao mapa de uso da terra de 2001/2002; a segunda (situação 2) é um cenário hipotético baseado no mapa de uso da terra de 2001/2002 que simula a recuperação e

conservação da mata ciliar adjacente aos principais rios, córregos e reservatórios de água e a adequação do uso da terra de acordo capacidade agrícola (Figura 3). As estimativas foram realizadas com o auxílio das ferramentas de simulação do ArcGIS 10.2.2, como a função

buffer (30 metros ao longo das margens dos principais rios e reservatórios e raio de 50 metros para as nascentes conforme o código florestal de 2012) (Brasil, 2012).

Figura 3 – uso da terra (situação 1) e cenário do uso da terra conforme seu potencial agrícola: 2001/2002: Coalhar



Fonte: preparado com base em ITCG, 2018.

Nota: a mata ciliar aparece descontínua na situação 2 por conta do tamanho do *pixel* (50 m x 50 m) da figura

Os dados biofísicos de entrada como o uso do solo (LUCODE), tipo de uso do solo (LULC_DESC), profundidade média das raízes em mm e coeficiente de evapotranspiração - Kc, mm / ano (ETK) - correspondentes a cada uso do solo são apresentados na tabela 1.

Finalmente, cabe destacar que os resultados proporcionados pela modelagem econômico-ecológica podem ser utilizados para subsidiar a

decisão sobre os investimentos necessários para a restauração ou gestão de uma paisagem natural, por exemplo, empresas de energia elétrica, agricultores, prefeituras etc., ajudando a manter ou melhorar o fluxo de importantes serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica. Ainda, os resultados podem indicar quais são as principais fontes (áreas) provedoras de serviços ecossistêmicos e as principais áreas beneficiadas por estes serviços.

**Tabela 1 – Dados biofísicos do Coalhar**

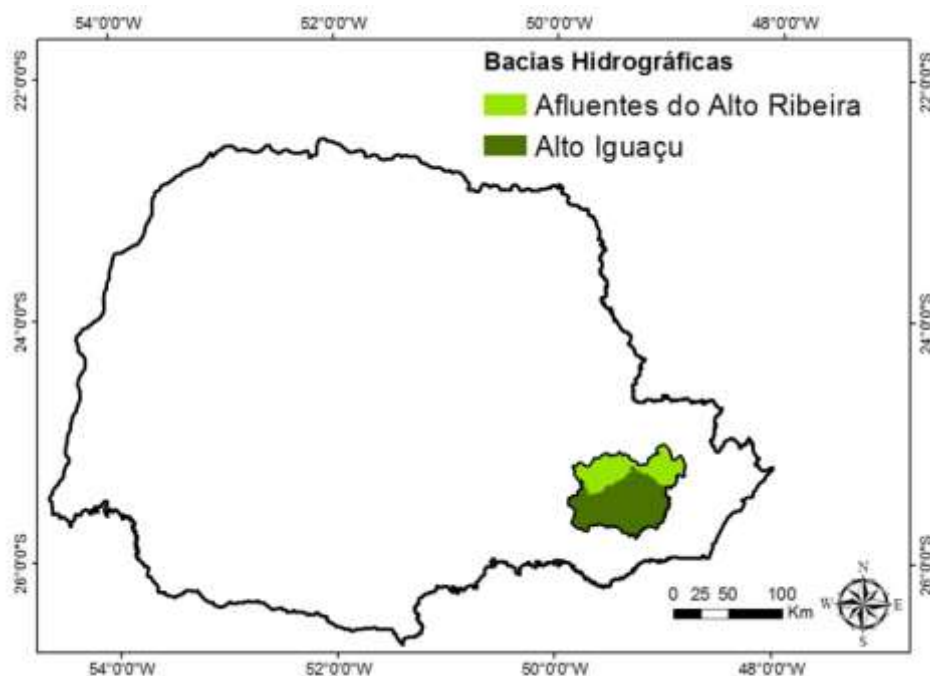
LUCODE	LULC_DESC	ROOT_DEPTH (mm)	Kc
1	Agricultura	1.000	1,100
2	Floresta Nativa	3.500	1,008
3	Corpos d'água	0	1,050
4	Mata Ciliar	3.500	1,008
5	Pastagem	2.000	0,865
6	Reflorestamento comercial	3.500	1,008
7	Área Urbana	0	0,200

Fonte: preparado com base nos dados de entrada (figura 1).

2. As Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coalhar)

O território objeto deste estudo compreende a área de atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira

(Coalhar) (mapa 1). A área do Coalhar é de 6.036 km², definida pelos seguintes limites geográficos: vertente do Rio Ribeira e vertente do Rio Iguaçu.

Mapa 1 – Localização Espacial da Área do Coalhar por Sub-bacia

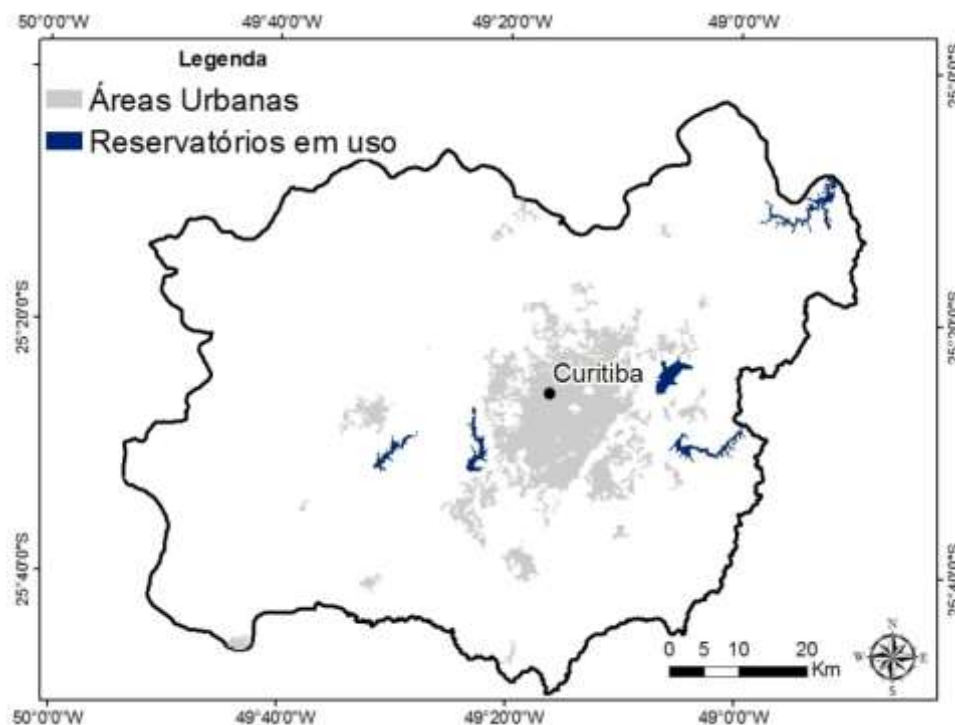
Fonte: Preparado com base em Águas Paraná, 2018.



A área do Coalier envolve total ou parcialmente 21 municípios da Região Metropolitana de Curitiba – RMC. O Coalier é resultado da união institucional das bacias hidrográficas que abastecem a RMC: Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. O objetivo desta união foi à composição de uma única área para atuação e jurisdição do CBH de rios de domínio exclusivo do Estado do Paraná.

Os principais reservatórios que abastecem a população e os diversos setores econômicos estão localizados na Bacia do Alto Iguaçu, com exceção da Represa do Capivari, destinada a geração de hidroeletricidade. Os reservatórios são: i) Passaúna; ii) Iraí; iii) Piraquara I e II; iv) Rio Verde. É importante observar que eles estão localizados próximos ao núcleo central urbano da RMC (mapa 2).

Mapa 2 – Localização dos Reservatórios de Abastecimento Público e as Áreas Urbanas: Coalier



Fonte: Preparado com base em Águas Paraná, 2018.

O Reservatório do Passaúna foi construído em 1989, abastece 22% da população da RMC, uma produção média de 2 m³/s. O Reservatório do Iraí está localizado no município de Piraquara, entrou em operação em agosto de 2000 e fornece em torno de 2,5 m³/s. O fluxo do Rio Piraquara é regularizado por meio de uma barragem, o que permite um acréscimo ao sistema da ordem de 0,6 m³/s. O Reservatório do Rio Verde é utilizado pela Petrobras, embora apresente potencial para abastecimento público, a vazão mínima é de 0,7 m³/s (IAP, 2018).

O uso e ocupação das terras na área do Coalier podem ser caracterizados pela forte intervenção humana, em especial pela presença de um importante componente urbano-industrial, concentrado na RMC. Em 2010, a população da RMC era de 3,13 milhões de pessoas, distribuída em 2,89 milhões na área urbana (taxa de urbanização de 92,5%) e 234 mil na área rural (7,5%). A RMC respondia por 30% da população paranaense (10,4 milhões de pessoas) (IBGE, 2019). No território do Coalier a população era de 3,07 milhões de habitantes, densidade demográfica de 509 hab./km², quase 10 vezes maior que a registrada no Paraná, de 52,2 hab./km² (Tabela 2).



Tabela 2 – Informações Demográficas da Área do Coalhar e do Estado do Paraná: 2010

Variáveis Demográficas	Indicadores Demográficos	Relativo ao Estado do Paraná
População Residente (pessoas)	3.072.745	29,4%
Densidade Demográfica - Hab./km ²	509	52,2
População Residente - Urbana	2.888.808	32,4%
Taxa de Urbanização (%)	94%	85,3%
População Residente - Rural	183.937	12,0%

Fonte: Preparado com base em IBGE, 2019.

Em 2008, estimou-se que a área do Coalhar tenha contribuído com 41% do Produto Interno Bruto a preços correntes (PIBpm) (R\$ 74,7 bilhões) do Paraná (R\$ 179,3 bilhões). A composição do PIBpm da área do Coalhar é a seguinte: i) agropecuário – R\$ 743 milhões (0,99%); ii) Industrial – R\$ 17 bilhões (23%); iii) serviços – R\$ 44 bilhões (59%); iv) parcela apropriada na forma de Impostos Líquidos – R\$ 12,7 bilhões (17%) (IBGE, 2019). A estrutura do PIBpm mostra que existe um predomínio das atividades vinculadas ao setor de serviços e industrial.

A organização político-administrativa da área do Coalhar e o intenso uso da terra torna evidente a dificuldade para a implantação da gestão integrada dos recursos naturais, porque envolve inúmeros interesses e diversas unidades institucionais relativamente “autônomas”: municípios – reconhecidos pela Constituição Federal e Estadual; RMC – reconhecida pela Lei

Federal Complementar nº 14/1973; bacia hidrográfica – reconhecida pela Lei Federal nº 9.433/1997, todas com objetivos distintos e particulares.

3. Avaliação do provimento de água pela adequação da área do Coalhar à escala sustentável

3.1. Resultados do *Water Yield Model*

A avaliação considerou duas situações conforme apresentado. A escala “sustentável” de uso dos ecossistemas é um importante pressuposto da Economia Ecológica (Daly, 2005; Daly & Farley, 2011), proxy da dimensão física do subsistema econômico (Tosto, 2010). Os resultados indicam que 239,3 mil hectares do total de 476 mil com uso agropecuário e silvícola estariam em áreas inaptas (Tabela 3).

**Tabela 3 – Uso e Ocupação das terras na área do coalhar: 2001/02**

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	% Área Total
Agropecuário	468.375	75,90%
Agricultura em área apta	187.200	30,34%
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	3,27%
Agricultura em área inapta	202.700	32,85%
Pastagem em área apta	22.740	3,69%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	0,45%
Pastagem em área inapta	32.770	5,31%
Florestal	81.129	13,15%
Natural ou Nativa (remanescentes florestais)	69.830	11,32%
Mata Ciliar	3.690	0,60%
Reflorestamento em área apta	3.390	0,55%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	0,06%
Reflorestamento em área inapta	3.855	0,62%
Urbano	59.120	9,58%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	0,46%
Corpos d'água	5.574	0,90%
Área do Coalhar – Total	617.065	100,00%
Mata Ciliar (APP) a Recuperar	26.196	4,25%
Floresta Nativa a Recuperar (área sobre utilizada)	239.325	38,78%

Fonte: Preparado com auxílio do ArcGis 10.2.2 e com base em ITCG, 2018.

Segundo Lepsch et al. (2015), a capacidade de uso da terra representa sua adaptabilidade sob muitos usos possíveis, sem perder as características originais do solo, como fertilidade e resiliência, devido à presença de fatores de desgaste e empobrecimento. Na área de estudo, a capacidade agrícola representa a “escala sustentável” de uso do ecossistema. Cabe destacar que as terras classificadas como impróprias para uso agrícola e florestal comercial (reflorestamento de pinus ou eucalipto) devem ser usadas para conservação da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água doce (Lepsch et al., 2015). Essa informação pode ser utilizada para representar a “escala

aceitável” do sistema agropecuário e silvícola – econômico – na área do Coalhar.

O volume precipitado médio total anual foi estimado em 9,45 bilhões/m³ entre 1990-2001; mas o Water Yield alcançou 7,67 bilhões/m³/ano na situação 1, com evapotranspiração de 1,79 bilhões/m³/ano; o uso consuntivo foi estimado em 973 milhões/m³/ano, mas inclui o vegetal (florestas, reflorestamento e agropecuário); assim o “excedente” – água disponível – foi de 6,69 bilhões/m³/ano (Tabela 4). Vale destacar que o excedente corresponde à água disponível desconsiderando o uso consuntivo estimado e a água evapotranspirada.

**Tabela 4** – Resultados do *Water Yield Model* para a Área do Coalhar

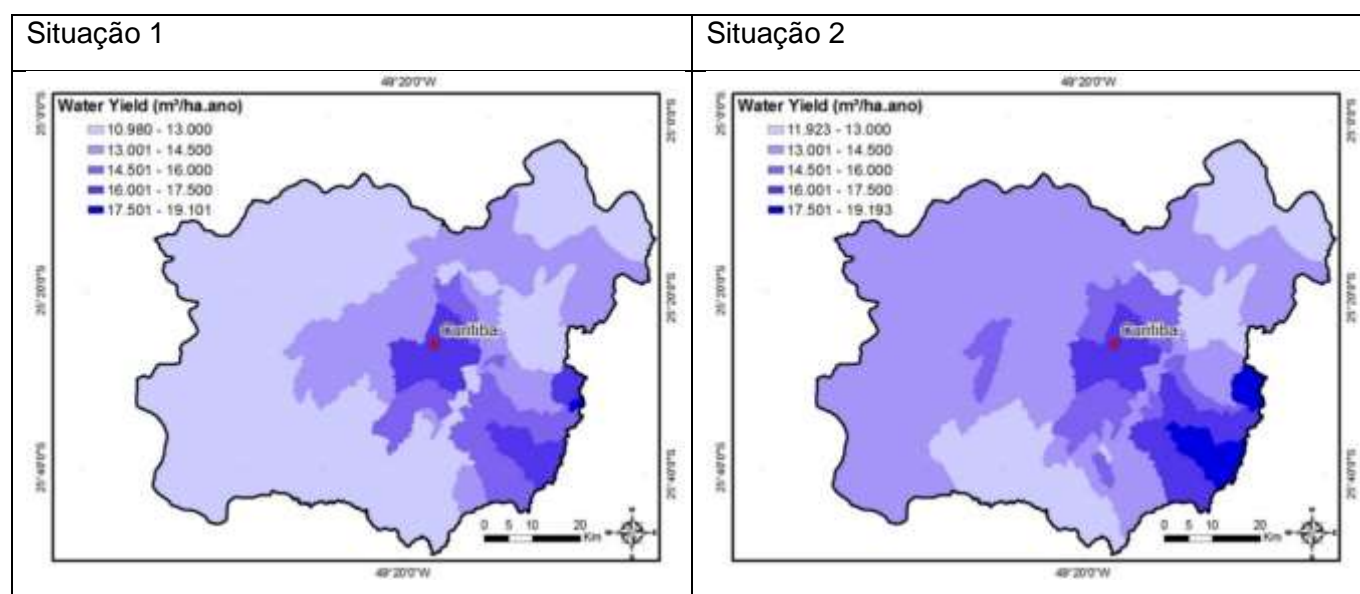
Variáveis	Situação 1 (m³)	Situação 2 (m³)	Variação Absoluta (m³)	Variação (%)
Volume médio precipitado anual	9.453.731.643	-	-	-
<i>Water Yield</i>	7.666.091.186	8.214.415.514	548.324.328	7,15%
Evapotranspiração média anual	1.787.640.457	1.239.316.129	-548.324.328	-30,67%
Uso consuntivo*	972.984.934	642.251.898	-330.733.036	-33,99%
Excedente	6.693.115.030	7.571.209.630	878.094.600	13,12%

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos resultados do *Water Yield Model*

Nota: * consumo médio de 30,85 m³/s.

Na situação 2 o *Water Yield* alcança 8,2 bilhões/m³, variação positiva de 548 milhões de m³ ao ano em relação à situação 1, explicada pela redução na evapotranspiração anual média. O uso consuntivo sofre uma redução de 330,7 milhões/m³/ano, explicada em parte pela redução

do consumo agropecuário e silvícola. Essa redução no consumo afeta o excedente, que aumenta para 878 milhões/m³/ano. Uma importante informação que se apreende refere-se às sub-bacias que apresentam os maiores volumes de *Water Yield* (Figura 4).

Figura 4 – *Water Yield* (m³/ha.ano) por sub-bacia do CoalharFonte: preparado com base os resultados do *Water Yield Model*.



Esses resultados reforçam que as áreas com cobertura vegetal podem ser consideradas como importantes provedoras de SEs em termos da infiltração, amenidade climática, disponibilidade de água, entre outros no Coaliar, especialmente se for respeitada a capacidade de uso do solo.

3.2. Avaliação dos Benefícios Anuais

A avaliação dos benefícios passa pela estimativa dos custos da adequação do manejo do solo na área do Coaliar, que deve levar em consideração quatro conjuntos de ações: i) recuperação e conservação da Mata Ciliar dos principais rios

(inclusive suas nascentes) e reservatórios; ii) adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola; iii) adequação do manejo do solo agropecuário, representada pela construção de terraços; iv) expansão da rede de coleta e tratamento de esgoto doméstico.

A área que deve ser recuperada a mata ciliar foi estimada em 26.196 hectares de um total de 29.886. O custo médio por hectare para recuperação da mata ciliar em áreas degradadas no Vale do Ribeira foi estimado por (TATTO; GAZETTA, 2009, p. 26) em R\$ 5.410 (Tabela 5).

Tabela 5 – Base de Cálculo para Reflorestar 1 Hectare de Mata Ciliar em áreas degradadas do Vale do Ribeira

Atividades	Custo em R\$
Materiais e mão de obra para construção de cercas (isolamento)	1.810
Mudas, insumos e mão de obra plantio (recuperação)	1.680
Manutenção durante dois anos (quatro por ano)	1.920
Custo Total	5.410
Assistência técnica ¹	

Fonte: preparado com base em (Tatto & Gazetta, 2009).

Nota: 1) A assistência técnica está a cargo do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural do Paraná – EMATER-PR. 2) Estimativa para o ano de 2009.

A recuperação e a conservação dos 26.196 hectares implicariam em um custo total estimado de R\$ 141,7 milhões (tabela 6). A estimativa para a área urbana não inclui o custo de desapropriação. Contudo, a maior parcela do custo de recuperação está a cargo da área

agrícola, um montante de R\$ 109 milhões para a recuperação de 20,2 mil hectares.

**Tabela 6** – Estimativa do Custo de Recuperação das Matas Ciliares na área do coalhar

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% do Custo
Mata Ciliar	3.690	-	-
Agricultura em área de mata ciliar	20.170	109.119.700	77,0%
Pastagem em área de mata ciliar	2.795	15.120.950	10,7%
Reflorestamento em área de mata ciliar	364	1.969.240	1,4%
Urbano em área de mata ciliar	2.867	15.510.470	10,9%
Total de Mata Ciliar - Código Florestal	29.886	-	-
Mata Ciliar a Recuperar	26.196	141.720.360	100,0%

Fonte: Elaborado pelo autor com base nas tabelas 2 e 6.

A adequação do uso do solo segundo sua aptidão agrícola implicará na conversão de 239,3 mil hectares com uso agropecuário e silvícola para cobertura florestal. Assumindo que o custo de recuperação da cobertura florestal seja o

mesmo estimado para a mata ciliar, o custo seria de R\$ 1,3 bilhão, distribuído em: 84,7% na atividade agrícola (R\$ 1,1 bilhão); 13,7% na pecuária (R\$ 177,3 milhões); 1,6% na silvicultura (R\$ 20,9 milhões) (tabela 7).

Tabela 7 – Estimativa do Custo de adequação e recuperação das áreas sobre-utilizadas: Coalhar

Uso e Ocupação das Terras	Área (ha)	Custo (R\$)	% do Custo
Agricultura em área inapta	202.700	1.096.607.000	84,7%
Pastagem em área inapta	32.770	177.285.700	13,7%
Reflorestamento em área inapta	3.855	20.855.550	1,6%
Área total a Recuperar	239.325	1.294.748.250	100,0%

Fonte: Elaborado pelo autor com base nas tabelas 2 e 6.

Esses resultados revelam parcela do custo monetário para recuperar e manter a provisão dos SEs perdidos com a degradação da cobertura vegetal, do desrespeito à capacidade de suporte do solo, das práticas de manejo, entre outras no Coalhar.

O manejo do solo agropecuário precisaria ser alterado para promover a recuperação dos SEs. O ideal seria que toda a estrutura produtiva fosse baseada no sistema agroecológico. Estima-se que o cultivo orgânico era adotado por 801 estabelecimentos rurais; parcela dos produtores adota algum tipo de prática conservacionista

(IBGE, 2019). Considerando a área agrícola de 240,3 mil hectares (IBGE, 2019), entre 16% e 20% era adotado o plantio direto ou o plantio em nível, respectivamente.

As principais práticas de manejo que podem amenizar a erosão são: terraceamento, plantio em nível, plantio direto na palha e o uso adequado e balanceado de fertilizantes e demais insumos. Aliado as práticas o sistema agroecológico pode contribuir de maneira significativa para amenizar a degradação do solo, embora não possa permitir o uso das áreas inaptas. Portanto, estima-se que seja preciso



promover a adequação das práticas em 200 mil hectares, pelo menos, para a adoção do plantio direto, em nível ou a construção de terraços.

Macedo; Capeche; Melo (2009) e Machado; Wadt (2018) ressaltam que o terraceamento deve ser utilizado com outras práticas edáficas, por exemplo, cobertura do solo com palhada – plantio direto na palha –, calagem e adubação com fertilizantes balanceadas, rotação de culturas, cultivo em nível ou em contorno. Logo, a combinação dessas práticas de controle da erosão compreende o manejo do solo baseado em práticas conservacionistas. Diante das inúmeras características das práticas conservacionistas no que se refere ao tipo de custo: investimento ou custeio; no trabalho são consideradas apenas aquelas práticas que efetivamente representem um “novo” investimento, por exemplo, a construção de terraços ou terraceamento. Isso porque as práticas de custeio da produção agrícola estão associadas à melhoria da eficiência do sistema de cultivo, que, no limite, podem representar uma redução do custo de produção após consolidadas. O uso balanceado dos insumos (fertilizantes, herbicidas etc.), por exemplo, pode representar uma redução dos custos de produção. Segundo Alvares; Fontes; Fontes (1996), em pequenas propriedades com agricultura familiar da região de Irati, Paraná, a relação benefício/custo foi de 1,1 para o sistema de cultivo convencional e de 2,0 para o plantio direto. Estimativas da Emater (Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural) do Distrito Federal mostram que os custos totais de produção no sistema de cultivo orgânico e de plantio direto são em média menores que o cultivo convencional ou tradicional. No cultivo orgânico o rendimento é menor que o convencional, elevando o custo unitário de produção. Mas a comparação entre o sistema convencional e plantio direto revela uma situação favorável ao segundo (EMATER-DF, 2018). Outro custo que pode ser considerado para efeito da adequação das práticas é o da assistência técnica, uma que vez que a melhoria das práticas passa por uma mudança de comportamento do produtor, acostumado às tradições culturais.

Essa situação pode ser ilustrada com a adoção do plantio direto, que alterou a crença de que o novo plantio deve ser realizado somente em solo “limpo” e revolvido, livre de matéria orgânica.

No que se refere à implantação do terraceamento, o custo médio estimado pelo Projeto Pipiripau é de R\$ 300/ha, e o custo de manutenção é de R\$ 200/ha a cada 5 ou 10 anos. Os terraços exigem manutenção periódica, porém de menor grau de intervenção. A frequência e o custo da manutenção dependerão de um amplo conjunto de fatores, por exemplo, intensidade das chuvas, características do solo, topografia, tipo de cultivo etc. (Projeto Pipiripau, 2010). A partir do custo de construção dos terraços por hectare e da área estimada (200 mil hectares) tem-se a necessidade de um investimento de R\$ 60 milhões e, um custo a preços correntes de manutenção de R\$ 40 milhões. O custo da assistência técnica não será estimado, porque é difícil isolar apenas o aspecto do atendimento voltado para uma mudança comportamental do produtor agropecuário.

A coleta e tratamento do esgotamento sanitário tem influência direta sobre a qualidade dos corpos d'água e dos solos de uma bacia. A melhoria da qualidade da água também afetará o uso agropecuário e urbano-industrial através da redução dos custos de captação e tratamento da água para os respectivos usos. No que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário de acordo com informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2018), a infraestrutura coletora registrada em 2008 na área do Coaliar atende em média 65% da população total, ou seja, é preciso expandi-la para atender mais 1,14 milhões de pessoas. Conforme estudo realizado por Rezende (2011), o montante de investimentos necessários para a expansão e reposição da coleta e tratamento do esgotamento sanitário na RMC foi estimado em R\$ 4,3 bilhões para o período 2011-2030.

Os investimentos para a adequação do manejo do solo e da coleta e tratamento do esgotamento sanitário no Coaliar representaria um custo estimado de R\$ 5,8 bilhões. Entretanto, neste



momento cabe uma observação no que diz respeito à coleta e tratamento do esgotamento sanitário, esse investimento deveria ser financiado pela população geradora de resíduos (efluentes). Assim, o pagamento mensal pelo serviço deveria ser suficiente para financiar o investimento. Deste modo, o custo de adequação do manejo do solo no Coaliar seria a soma do custo de recomposição da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios e da conversão das áreas sobre-utilizadas e da construção de terraços, que alcançaria o montante de R\$ 1,5 bilhão. O montante teria uma parcela de custo para a sociedade e privado individual.

Essa informação permite subsidiar a valoração e a “precificação” dos SEs providos pelo Coaliar. O custo da adequação representaria o “investimento” ou o “custo de oportunidade” para recuperar e manter uma parcela do capital natural, garantindo assim o fluxo de serviços. Em termos monetários ou não considerando o estado geral dos ecossistemas existentes e o “investimento” de R\$ 1,5 bilhão em capital natural, qual seria o valor dos benefícios para o bem-estar humano?

A estimativa de parcela do valor da variação na Water Yield resultante da adequação do manejo do solo segundo sua aptidão agrícola, da recomposição da mata ciliar e da adoção de práticas conservacionistas será baseada no custo de substituição da água potável local pela água dessalinizada do mar. A área do Coaliar está a uma distância inferior a 100 km do Oceano Atlântico. Essa decisão está sustentada no suposto de que o aumento da Water Yield é resultado da redução na evapotranspiração, explicada pela conversão de áreas agropecuárias e de reflorestamento por cobertura florestal, que apresentam menores taxas de evapotranspiração. Diferentemente do escoamento superficial que pode ser direcionado para reservatórios artificiais e naturais, a água evapotranspirada é difícil de ser capturada e armazenada, a não ser por meio da recuperação da cobertura florestal. Uma alternativa para que seja possível obter um volume equivalente da

água “evapotranspirada” seria substituí-la por outra. Essa forma seria através da construção de usinas de dessalinização na área litorânea.

Israel está construindo uma usina de dessalinização com capacidade para “produzir” 150 milhões de m³ de água por ano ao custo estimado de US\$ 400 milhões, mais um custo de US\$ 0,50 por m³ (Press, 2011), não incluindo o custo de transporte e de distribuição. No entanto, estima-se que o custo médio do m³ da “água dessalinizada” esteja entre US\$ 1 e US\$ 1,5 (Gianini, 2010). No trabalho será adotado o custo de US\$ 0,50 por m³.

A partir variação da Water Yield, de 548,3 milhões de m³, equivalente à “produção” de quatro usinas de dessalinização com capacidade de 150 milhões de m³ por ano cada. Verifica-se que seria necessário um investimento de US\$ 1,6 bilhão para substituir apenas a variação de Water Yield. Além disso, os usuários teriam que arcar com o custo de US\$ 0,50 por m³ de água “produzida”, totalizando US\$ 274,2 milhões por ano. A Water Yield não diz respeito ao uso consuntivo da água, mas apenas a sua disponibilidade total na área do Coaliar, resultado da diferença entre o volume precipitado e evapotranspirado.

A recuperação das áreas florestais também proporcionaria uma redução na demanda consuntiva, estimada em 330,7 milhões de m³ por ano. Essa redução pode ser explicada, em parte, pela redução da área agropecuária e de reflorestamento. A menor demanda consuntiva evitaria a construção de pelo menos outras duas usinas de dessalinização para manter a demanda consuntiva original (situação 1), estimada em 973 milhões de m³ por ano. As duas usinas representariam um investimento adicional de US\$ 800 milhões, além de US\$ 165,4 milhões por ano. Portanto, o provimento de água para atender a demanda consuntiva no cenário de readequação do uso das terras exigiria um investimento de US\$ 1,6 bilhão para “produzir” 600 milhões de m³ (demanda consuntiva estimada de 642 milhões de m³ na situação 2), mais US\$ 321 milhões por ano. Em síntese, existem dois benefícios relacionados à



readequação do manejo na área do Coaliar: o primeiro é o aumento da Water Yield e o segundo é a redução da demanda consuntiva.

Os modelos disponibilizados pelo InVEST, o que inclui o Water Yield Model, têm sido usados para subsidiar as políticas públicas, decisões privadas relativas aos SEs e a gestão ambiental em várias partes do mundo (Natural Capital Project, 2018). A adoção do InVEST tem sido influenciada por sua relativa praticidade, ampla documentação, suporte fornecido pela equipe, constante atualização, entre outros aspectos. Cabe destacar que a proposta central da equipe que lidera os trabalhos do InVEST tem sido fornecer subsídios para a gestão ambiental (Sharp et al., 2018), o que inclui as bacias. Em função disso, este trabalho mostrou que é possível adotar o Water Yield Model para auxiliar na gestão de bacias. Por fim, o modelo tem sustentação teórica (Kareiva et al., 2011; Sharp et al., 2018) e empírica (Fu et al., 2014; Vogl et al., 2016; Natural Capital Project, 2018), mas a questão central permanece no levantamento e tratamento de dados a ser usado na avaliação do water yield.

4. Considerações Finais

A avaliação mostrou que na área do Coaliar em torno de 240 mil hectares (39% da área total) podem ser qualificados como sobre-utilizados, porque a atividade econômica desenvolvida neste território não respeita as restrições impostas pelas características do solo. Essa informação pode ser utilizada como proxy da “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola – econômico. Neste caso, a política de gestão de bacias hidrográficas deveria ser orientada para a promoção de um reordenamento do uso e ocupação das terras de acordo com a aptidão ou a capacidade de uso do solo. No caso de solos inaptos ao uso agropecuário a atividade indicada por Lepsch et al. (2015) seria apenas a recuperação e conservação da vegetação nativa, que, por sua vez, permitiria a recuperação de importantes

serviços ecossistemas, dentre eles, o aumento da disponibilidade hídrica.

A recuperação e conservação das áreas inaptas ao uso agropecuário com vegetação nativa poderia elevar a disponibilidade hídrica na área do Coaliar em 878 milhões/m³/ano. Esse aumento no volume disponível de água seria explicado, por um lado, pelo aumento da cobertura vegetal nativa que reduziria a taxa de evapotranspiração anual média, ou seja, aumentando a humidade do território e a retenção de água no solo. Por outro, o aumento também seria explicado pela redução no uso consuntivo da água, uma vez que haveria uma redução das áreas com uso agropecuário e silvícola, atividades com elevadas taxas de consumo dos recursos hídricos. No entanto, apenas o custo técnico-operacional estimado para a recuperação das áreas inaptas ao uso agropecuário e silvícola seria da ordem de R\$ 1,3 bilhão (Tabela 8), representado apenas pelo reflorestamento com espécies nativas. Cabe destacar que esse custo não inclui o custo de oportunidade da terra, ou seja, a produção agropecuária e silvícola sacrificada.

No processo de “precificação” da água, pelo menos, deveria ser incluído o custo de reordenamento do uso e ocupação das terras segundo a aptidão ou capacidade de uso do solo e o custo de oportunidade de uso do solo. Contudo, as propostas elaboradas no Brasil, incluso, a apresentada pelo Coaliar não leva na devida medida os custos envolvidos no provimento dos serviços ecossistêmicos, dentre eles, a disponibilidade hídrica. O principal critério adotado no país para a definição dos Preços Unitários Básicos (PUB's) é o menor impacto na planilha de custos dos principais usuários da água. O resultado é que o PUB não é capaz de estimular o reordenamento do uso e ocupação das terras uma vez que não reflete o custo efetivo de provimento dos serviços ecossistêmicos.

Neste sentido, o uso da modelagem econômico-ecológica poderia subsidiar a gestão de bacias hidrográficas para que adotasse uma abordagem de gestão integrada dos recursos naturais, não apenas hídrica. Contudo, a gestão integrada dos



recursos naturais deve considerar na devida medida algumas das características fundamentais e inerentes ao sistema natural: irreversibilidade da degradação dos ecossistemas, ou seja, uma vez degradado apenas parcela do ecossistema poderá ser recuperada; incerteza quanto aos resultados da intervenção humana no relativo equilíbrio (termo) dinâmico dos ecossistemas; escala física de uso antrópico dos ecossistemas; estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico. Por exemplo, a disponibilidade de água limpa requer a presença de “ecossistemas saudáveis” cujas interações entre solo, água, vegetação e clima asseguram importantes serviços para o bem-estar humano e para a manutenção da relativa estabilidade dos ecossistemas. Estes serviços incluem a purificação da água, controle do fluxo, infiltração e armazenagem de água e a manutenção de ecossistemas aquáticos (Stanton et al., 2010).

A partir dessa perspectiva, a gestão de bacias hidrográficas não deveria ter como foco apenas a melhoria da qualidade e da disponibilidade de recursos hídricos, uma vez que a qualidade hídrica está estreitamente vinculada à relativa estabilidade dos ecossistemas e da relação entre o sistema natural e antrópico. Na verdade, o objetivo da gestão de bacias hidrográficas deveria ser apenas a melhoria da qualidade do ecossistema como um todo e, não apenas de suas partes, ou seja, deveria promover uma verdadeira gestão integrada dos recursos naturais. Neste sentido, a cobrança pelo direito de uso da água deveria ser ampliada para outros serviços ecossistêmicos e, quando possível amparada por esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA's).

Por último, cabe destacar que neste trabalho foi avaliada apenas a disponibilidade hídrica proporcionada pela adequação do uso e ocupação das terras segundo a aptidão e capacidade de uso do solo. No entanto, sabe-se que a recuperação da cobertura vegetal proporcionará outros serviços ecossistêmicos, conforme destacado, tais como redução da taxa

de erosão do solo, aumento da capacidade de captura e armazenagem de carbono, qualidade da água, beleza cênica etc. Deste modo, a gestão dos recursos naturais deveria na devida medida incorporar nos instrumentos utilizados a interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com o sistema econômico, proporcionando de fato um modelo de Gestão Integrada dos Recursos Naturais, ainda inexistente no Brasil e na maior parte do mundo.

Referências

- Agência Nacional de Águas – ANA. 2018. HidroWeb. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>.
- Águas Paraná. 2007. Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira - Instituto das Águas do Paraná. Disponível em: <<https://bit.ly/2URTWPi>>.
- Águas Paraná. 2018. Mapas e Dados Espaciais. Disponível em: <<https://bit.ly/2IUH5EQ>>.
- Albuquerque, P. E. P. de & P. Maeno. 2007. Requerimento de água das culturas para fins de dimensionamento e manejo de sistemas de irrigação localizada. (ser. Documentos), no. 65, Sete Lagoas, 76 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2IBXBKR>>.
- Almeida, A. C. de & J. V. Soares. 2003. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. *Revista Árvore*, v. 27, nº 2, p. 159-170.
- Alvares, V. H. V; Fontes, L. E. F. & M. P. F. Fontes. 1996. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentando. XXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Disponível em: <<https://bit.ly/2L1h9u4>>.
- Andrade, D. C.; Romeiro, A. R. & M. S. Simões. 2012. From an empty to a full world: a nova natureza da escassez e suas implicações. *Economia e Sociedade*, v. 21, nº 3, p 695–722.



Andrade, R. G.; Batistela, M.; Amaral, T. B. & S. J. M. da C. de Menezes 2009. Análise preliminar da variabilidade espacial da evapotranspiração de pastagens com o uso de imagens orbitais. In: Congresso Brasileiro de Agroinformática, Viçosa. Disponível em: <<https://bit.ly/2IEZI0o>>.

Bhering, S. B., Santos, H. G. Manzatto, C. V., Bognola, I., Fasolo, Carvalho, A. P., Potter, O., Aglio, M. L. D., Silva, J. S., Chaffin, C. E. & W. Carvalho Junior. Mapa de Solos do Estado do Paraná. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007.

Brasil, 2012. Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/1r6NJEH>>.

Couto, L. & L. M. A. San. 2002. Requerimento de água das culturas. Circular Técnica, nº 20, Sete Lagoas, 10 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2VqxcFM>>.

Daly, H. E. 2005. Economics in a full world. IEEE Engineering Management Review, v. 33, issue 4.

Daly, H. E. & J. C. Farley. 2011. Ecological economics: principles and applications. Island Press.

EMATER-DF. 2018. Custos de produção. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal. Disponível em: <<https://bit.ly/2Gxtocl>>.

Embrapa, E. B. D. P. A. 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos.

Fu, B.; Wang, Y. K.; Xu, P.; Yan, K. & M. Li. 2014. Value of ecosystem hydropower service and its impact on the payment for ecosystem services. Science of the Total Environment, v. 472, issue 15, p. 338-346.

Gianini, T. 2010. Água já é tão valiosa quanto o petróleo. Exame, São Paulo. Disponível em: <<https://bit.ly/2XJXuAh>>.

Heather, T. & S. Polasky. 2011. Assessing multiple ecosystem services: an integrated tool for the real world. In: Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C. & Polasky, S. (eds.), Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services, 1a ed., New York: Oxford University Press.

IAP - Instituto Ambiental do Paraná. 2018. Monitoramento de Rios e Reservatórios. Disponível em: <<https://bit.ly/2PsOYTt>>.

IAPAR - Instituto Agrônomo do Paraná. 2018. Evapotranspiração anual. Disponível em: <<https://bit.ly/2GH0PKU>>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2007. Manual técnico de pedologia. 3ª edição, Disponível em: <<https://bit.ly/2ITqNfB>>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2019. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. Disponível em: <<https://bit.ly/2UtYRGe>>.

Ipardes - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. 2010. Indicadores de sustentabilidade ambiental por bacias hidrográficas do estado do Paraná. 1a ed., Curitiba, 223 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2ZvqVrk>>.

ITCG - Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. 2018. Dados e informações geoespaciais temáticos. Disponível em: <<https://bit.ly/2XGRmbP>>.

Kareiva, P.; Tallis, H.; Ricketts, T. H.; Daily, G. C. & S. Polasky. 2011. Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services. Kareiva, P., Tallis, H., Ricketts, T. H., Daily, G. C. & Polasky, S. (eds.), 1a ed., New York: Oxford University Press.

Lepsch, I. F.; Espindola, C. R.; Filho, O. J. V.; Hernani, L. C. & D. S. Siqueira. 2015. Manual para levantamento utilitário e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Disponível em: <<https://bit.ly/2ZsJ1uh>>.

Macedo, J. R. de; Capeche, C. L. & A. da S. Melo. 2009. Recomendações de manejo e conservação de solo e água. Manual Técnico, nº 20, Niterói, 46 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2PtWxEc>>.

Machado, P. L. O. A. & P. G. S. Wadt. 2018. Boas práticas agrícolas: Terraceamento. Boas práticas



agrícolas, Rio Branco, 9 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2Zx1hm7>>.

Millennium Ecosystem Assessment - MEA. 2003. Ecosystems and Human Well-being: A framework for Assessment. Disponível em: <<https://bit.ly/1bRnwVp>>.

Natural Capital Project. 2018. Publication Library. Disponível em: <<https://stanford.io/2L1ks4s>>.

Pessacq, N.; Flaherty, S.; Brandizi, L.; Solman, S. & M. Pascual. 2015. Getting water right: A case study in water yield modelling based on precipitation data. *The Science of the Total Environment*, v. 537, p. 225–234.

Press, V. S. 2011. Huge desalination plant to open. *Israel 21c*, 25 May, p. 1, San Francisco. Disponível em: <<https://bit.ly/2IGGDuv>>.

Projeto Pipiripau. 2010. Relatório de diagnóstico socioambiental da Bacia do Ribeirão Pipiripau. Brasília-DF, 59 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2vj5b4a>>.

Rezende, S. C. 2011. Panorama do Saneamento Básico no Brasil. Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil. Vol. 7. Disponível em: <<https://bit.ly/2VgzlZ>>.

Saxton, K. & P. Willey. 2005. The SPAW Model for Agricultural Field and Pond Hydrologic Simulation. Disponível em: <<https://bit.ly/2L0pRsv>>.

Sharp, R.; Chaplin-Kramer, R.; Wood, S.; Guerry, A.; Tallis, H. & T. Ricketts. 2018. InVEST User's Guide Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs Version 3.5.0. The Natural Capital Project, 336 p. Disponível em: <<https://bit.ly/1VQzjx3>>.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2018. Diagnóstico anual Água e Esgotos. Disponível em: <<https://bit.ly/2FU7opZ>>.

Stanton, T.; Echavarria, M.; Hamilton, K. & C. Ott. 2010. State of Watershed Payments An Emerging Marketplace. *Wildlife Conservation*. Disponível em: <<https://bit.ly/2VnmL5z>>.

Tallis, H.; Lester, S. E.; Ruckelshaus, M.; Plummer, M.; McLeod, K.; Guerry, A.; Andelman, S.; Caldwell, M. R.; Conte, M.; Copps, S.; Fox, D.; Fujita, R.; Gaines, S. D.; Gelfenbaum, G.; Gold, B.; Kareiva, P.; Kim, C. ki; Lee, K.; Papenfus, M.; Redman, S.; Silliman, B.; Wainger, L. & C. White. 2012a. New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. *Marine Policy*, v. 36, issue 1, p. 303-306.

Tallis, H.; Mooney, H. H.; Andelman, S.; Balvanera, P.; Cramer, W.; Karp, D.; Polasky, S.; Reyers, B.; Ricketts, T.; Running, S.; Thonicke, K.; Tietjen, B. & A. Walz. 2012b. A Global System for Monitoring Ecosystem Service Change. *BioScience*, v. 62, issue 11, p. 977-986.

Tatto, N. & C. A. Gazetta. 2009. Recuperando as matas ciliares do Vale do Ribeira. 1a ed., Eldorado: Instituto Vidágua, 28 p. Disponível em: <<https://bit.ly/2VoeTRu>>.

Tosto, S. G. 2010. Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP. Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, 217 p.

Vogl, A. L.; Dennedy-Frank, P. J.; Wolny, S.; Johnson, J. A.; Hamel, P.; Narain, U. & A. Vaidya. 2016. Managing forest ecosystem services for hydropower production. *Environmental Science & Policy*, v. 61, p. 221-229.